

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika osakond

Priit Kukk

**MIKROELUPAIKU PAKKUVAD STRUKTUURIELEMENDID ERINEVA
KUJUNEMISAJALOOGA PUISTUTES**

Magistritöö

Juhendaja: vanemteadur Jaan Liira

Tartu 2015

Sisukord

1	Teoreetiline sissejuhatus	3
1.1	Puistute olukord, algupära, kujunemine	3
1.2	Struktuurielemendid kui mikroelupaigad	5
2	Materjal ja metoodika	9
2.1	Uurimisala	9
2.2	Andmete kogumine	10
2.3	Andmeanalüüs	11
3	Tulemused	12
4	Arutelu	14
	Kokkuvõte	16
	Summary	17
	Tänuavaldused	17
	Kasutatud kirjandus	19
	LISAD	22

1 Teoreetiline sissejuhatus

1.1 Puistute olukord, algupära, kujunemine.

Praegu hõlmavad Euroopas metsad ca 40% regiooni territooriumist ning nende pindala on kasvanud 7% alates 1990ndast aastast (Winkel et al. 2009). Üksnes 5% neist on majandamata või looduslikus seisundis, ülejäänud võib liigitada kas poollooduslikeks (87%) või kultuurpuistuteks (8%). Mõnikord võib metsade majandamist vaadata elurikkuse seisukohast positiivse faktorina, sest tekitab puistutesse kunstlikke häiringuid, ning muudab ruumilise struktuuri mitmekesisemaks (Coates & Burton 1997). Valdavalt aga on tegemist suure negatiivse mõjuriga looduslikule seisundile muutes puistute vanuselist ja liigilist koosseisu homogeensemaks ning vertikaalset ja horisontaalset struktuuri vaesemaks. Näiteks moodustavad tänaseks 87% Euroopa metsadest ühevanuselised puistud ja umbes kolmandiku puhul on tegemist puistutega, kus domineerib üks, ja pooltel juhtudel 2-3 puuliiki (Winkel et al. 2009). Vaid 17% metsadest kasvab 4-5 puuliiki. Peale selle, metsade keskmine puude vanus on vähenenud, hetkel katavad Põhja-Euroopas 1-20 a vanused puistud kaks korda suuremat ala kui 81-100 aastased puistud (Winkel et al. 2009). Pika ajalise järjepidevusega puistuid vajavad elupaigaspetsiifilised liigid on sageli nõrga levimisvõimega ning kannatavad seetõttu metsade intensiivse majandamisega kaasas käiva elupaikade killustumise läbi (Nilsson & Ericson 1997).

Kuigi metsaga kaetud maa pindala suureneb, siis puistute majandamisel puidu tootmisele orienteerunud võtetega ohustatakse paljude liikide püsimist, kes sõltuvad looduslikest metsa elupaikadest (Bengtsson et al. 2000). Kuna ökosüsteemi struktuur sõltub selle edifikaatorliikidest (Masing 1992), siis üheliigiliste metsakultuuride istutamise ja ühevanuseliste kultuurpuistute kujundamise laialdane praktiseerimine ning looduslike häiringute režiimi muutmine on põhjustanud puistute struktuurse lihtsustumise. Looduslikele metsadele on omane ka n-ö üleküpsete puistuelementide esinemine. Puude vanaemisega kaasnevad muutused nagu nt vastupanu langus patogeensetele seentele ning suuremate mõõtmete läbi kasvav tuulekahjustuste risk soodustavad aga nende hukkumist ja seeläbi häilude, surnud puidu jt taoliste loodulikus seisundis metsadele omaste

struktuurielementide teket (Peterken 1996; Kint 2005). Need omakorda on aga ellujäämise seisukohast olulised mitmetele looduslike metsi asustavatele liikidele (Paillet et al. 2010). Puistute hooldamise käigus eemaldatakse looduslikule metsale omased elemendid nagu nt lamavad ja seisvad surnud puud, mida peetakse olulisteks elupaiku pakkuvateks struktuurielementideks (Rouvinen et al. 2002; Vuidot et al. 2011; Lassauce et al. 2011). Sellise „vaesumisega“ võib kaasneda potentsiaalsete elupaikade kadumine metsi asustavate liikide jaoks ning sellega koos liigilise mitmekesisuse vähenemine (Nilsson & Ericson 1997; Tews et al. 2004; Thomas & Packham 2007).

Puistu võib olla tekkinud ning uuenenud looduslikult (nt seemnetekkeliselt või juurevõsust) või rajatud ja majandatud inimese poolt, kasvada sajandeid järjepideval metsamaal või kujuneda endisele põllu- või rohumaaale. Loodusliku algupäraga metsad on erivanuselised ja ebaühtlase puurindega nii vertikaal- kui horisontaaltasapinnas, nt esineb erivanuselisi puudegrupe. Sellest, kas mets on loodusliku või inimtekkelise algupäraga, tulenevad seal toimuvad edasised protsessid ja mõju puistu struktuursele mitmekesisuse kujunemisele. Kui looduslik mets allub loomulikele häiringutele, siis istutatud metsades on nende mõju limiteeritud. Kui pole tegemist loodushoiu eesmärgiga rajatud puistuga, siis üldjuhul ei lasta puistul suunamatult kujuneda. Sellepärast kultuurpuistus struktuurielementide mitmekesisus on madal: puud, sageli okaspuud, istutakse reeglina ühtlase tihedusega, teised iselisanduvad puude liigid ja alusmets eemaldatakse kui ressursikonkurent kultiveeritavale puuliigile (Axelsson et al. 2002; Liira & Sepp 2009).

Kultuurpuistutest kõneledes peetakse valdavalt silmas neid metsi, mille majandamise eesmärk on maksimaalne summaarse tüvepuidu koguse (tagavara) juurdekasv. Omaette erijuhuna võib käsitada vanu parke, mis on rajatud eesmärgiga luua dendrokollektsioon (Tamm 1972) või keskkonna ja kunstipäraste väärtuste loomine külastajate jaoks (Chiesura 2004). Ajalooliselt on nad istutatud majade ümbrusesse vanale põllumaale, ning neis on regulaarselt tehtud hooldustöid külastajate silmailu ja ohutuse tagamiseks (Abner et al. 2007). Taolise teistsuguse suunitlusega pikaajalise püsikasutuse tulemusena on näiteks vanadest mõisaparkidest kujunenud mitmekesise struktuuriga ja haruldasi liike sisaldavad puistud (Cornelis & Hermy 2004; Liira et al. 2012; Lõhmus & Liira 2013)

1.2 Struktuurielemendid kui mikroelupaigad

Termini „mikroelupaigad,“ tähendus varieerub erinevate autorite käsitlustes. Laiemas tähenduses mõeldakse selle all kõikvõimalikke looduslikke metsa struktuurielemente, mis mingil moel on kasutatavad liikidele kas elupaiga (kasvukoha), pesitsus-, toitumis- või varjepaigana (Kraus & Krumm 2013). Mikroelupaiku pakkuvad struktuurielemendid ei pea ise olema ilmtingimata mikroskoopilised. Näiteks lähestikku kasvavatest vanadest puudest koosnev grupp (puistu mõistes makro-struktuurielement) loob puude stabiilsema lokaalse mikrokliimaatilise keskkonna, samas kui iga puuliigi koor on spetsiifiliseks kasvusubstraadiks (mikroelupaik) erinevatele epifüütsetele liikidele (Kraus & Krumm 2013). Tihedad puude grupid ja häilud eristuvad muust puistust võrade katvuse poolest, esimesed aga ka nt vanuselise ja liigilise koosseisu ning neist otsesemalt või kaudsemalt tingitud lokaalsete keskkonnatingimuste poolest. St, et nt okaspuude grupid valitseb läbi aasta pigem ühetaolisem valgusrežiim kui seda oleks heitlehiste korral, okka- või lehevaris mõjutab mulda puude all erinevalt, otsese päikesevalguse eest varjatud ruumis jääb ka õhu ja substraadi temperatuuri kõikumise amplituud väiksemaks. Kokkuvõttes makro-struktuurielemendid pigem pole alati niivõrd mikroelupaikade pakkujaks kui viimaste kvaliteedi mõjutajateks.

Eri uurimustes on kirjeldatud arvukalt puudega seonduvaid elupaiku (vt lisa 1) ja neid on võimalik grupeerida mitmeti lähtudes nt tekkemehhanismidest, substraadi omadustest, mille sees või peal potentsiaalne elupaik asub, jne. Nt saab eristada järgmisi tüüpe:

- õõnsused,
- praod ja lahtine koor,
- horisontaalsemad või kaldus pinnad tüvedel (kaldus puudel, okstel),
- paks sügavate pragudega korp,
- saproksüülsete seente viljakehad (Kraus & Krumm 2013).

Näiteks, õõnsused võivad olla tehtud rähnide poolt või saanud alguse puu vigastusest ning kujunenud ajapikku puidu lagunemise tagajärjel. Vanad rähniõõnsused on olulised arvukaile õõnsusi asustavaile organismirühmadele: linnud, käsitiivalised, putukad (ämblikulised, mardikalised, kiletiivalised jt). Muid õõnsusi kasutavad sageli nahkhiired

puhkepaikadena, aga ka teised väiksemad imetajad, sisalikud, kahepaiksed ja linnud. Suurema kõdusisaldusega õõnsused toetavad elupaigaspetsiifilisemaid liike, nt eremiitpõrnikaid (*Osmoderma eremita*). Tüvede alumises osas või juurte all asuvatesse õõnsustest leiavad varju pisi-imetajad, linnud ja kahepaiksed (Kraus & Krumm 2013).

Pragusid ja lahtist koort leidub rohkem tüügastel ning kõdunevatel puudel, kuid ka elusatel puudel mõne mehhaanilise vigastuse tõttu (Kraus & Krumm 2013). Pragusid ning eralduva koore alust ruumi kasutavad linnud, mitmete putukaseltside esindajad (*Hemiptera*) ja ämblikud. Saproksüülsete seente viljakehi tarvitavad mardikalised (*Coleoptera*), kahetiivalised (*Diptera*), liblikalised (*Lepidoptera*) ja lutikad nokaliste (*Hemiptera*) seltsis. Kuigi samblike esinemine tüvel suurendab märgatavalt sellel paiknevate mikroelupaikude mitmekesisust (Ellis 2012), on puude pinda katvate epifüütide (samblad, samblikud), aga ka nn tuuleluudade ning mahlajooksude toetavat rolli vähe uuritud. Teada on et neid kasutavad putukad (peamiselt mardikalised ja ööliblikad), aga ka linnud (Kraus & Krumm 2013).

Kui õõnsusi, pragusid, seente viljakehasid, samblike laiike jmt saab vaadelda kui puidu sees või peal asuvate struktuurielementidena, siis puit ise substraadina eri tingimustes ja kõdunemisastmetes pakub samuti elupaiku erinevatele organismirühmadele, nt saproksüülsetele seentele ja põrnikatele, aga ka lihtsalt kasvupinnana samblikele ja sammaltaimedele (Kraus & Krumm 2013). Surnud puidust sõltuvate putukarühmade koosseis ja ohtrus võib olla tingitud substraadi vanusest (Esseen et al. 1997), liigist (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002; Jonsell 2004) eksponeeritusest päikesele (Bouget 2005; Hilszczanski et al. 2005) ja sellest, kas tüvi on pikali maas või seisab (tüükad) (Gibb et al. 2006; Hjältén et al. 2007). Vähemalt 25% metsa liikidest sõltub või on positiivselt mõjutatud surnud puidust. Paljud neist kuuluvad Euroopa parasvöötme metsade kõige ohustatumate liikide sekka (Kraus & Krumm 2013).

Kõik struktuurielemendid ei pruugi kanda kohe elupaiga funktsiooni, vaid hakkavad seda tegema mingi aja möödudes, kui substraadi omadused on muutunud vastavatele organismidele sobivaks (Vesk et al. 2008). Nt värskest pikali kukkunud puu peab aastaid kõdunema, enne kui see osutub sobivaks saproksüülsetele putukatele. Oksa murdumisest

tekkinud tüvevigastusest kujuneb õõnsus aastatega peale seda, kui haava on koloniseerinud puitu lagundavad seened. Tavaliselt suureneb mikroelupaikade mitmekesisus ja hulk käsikäes puu jämeduse ja koore paksuse kasvuga, teisisõnu puu vananemisega (Vuidot et al. 2011).

Puurindele lisaks pakuvad mikroelupaiku ka teised rinded metsas. Alusmetsa mosaiik struktuurilemendina mitmekesistab puistusest ruumilist struktuursust ja tingib tõenäolisemalt suuremal hulgal pesitsuspaiku lindudele (Hobson & Bayne 2000). Isegi väikesed eristuvad alusmetsa laigud muidu ühetaolises puistus on sageli piisavaks eelduseks täiendavate liikide lisandumiseks. N-õ visuaalselt mitmekesisem keskkond pesade ümber pakub ka suuremat varjet. Alusmets soosib ka alustaimestu liigirikkust. Boreonemoraalsetes metsades on taolist positiivset seost täheldatud sarapuu kasvamisega okaspuurinde all (Koorem & Moora 2010). Põõsaste lehed ja õied pakuvad varjepaika ning toitu putukatele ja nende vastsetele, viljadest võivad toituda linnud. Erinevad autorid on töötanud metsa struktuuri kirjeldamiseks kasutatud nt alusmetsa varjutolerantsete võsude tihedust, kaetust heitlehiste põõsaste poolt, aga ka alusmetsa liigirikkust (McElhinny et al. 2005).

Mosaiikne alustaimestu võib toetada väga erinevaid metsas elavaid liike. Hemiboreaalsetes metsades on rohurinne puude järelkasvule kasvukeskkonnaks: Enamus noori puuvõsusi sirgub just täiesti või peaaegu häiringuta alustaimestus (Liira et al. 2011). Rohurinne pakub toitu herbivooridele (Peterken 1996) ning varjepaika selgrootutele, närilistele, kahepaiksetele, roomajatele jpt organismirühmade esindajatele. Maapinda kattev samblavaip on varje- ja toitumispaigaks paljudele maas elavaile selgrootutele, aga ka kahepaiksetele. Samas aga surub samblavaip maha teisi taimi takistades seemnete jõudmist mulda ning nt kasvades üle puude tõusmetest (Esseen et al. 1997; Thomas & Packham 2007).

Taimekoosluse mitmekesistumisele aitavad kaasa nt väikeseskaalalised loomade tekitatud pinnasehäiringud. Näiteks on muttide mullakuhilad vabaks kasvupinnaks nõrgema konkurentsivõimega taimedele (Seifan et al. 2010). Metsas leiduvad rahnud pakuvad kasvupinda epiliitsetele organismidele, vastavalt kohastunud samblikele ja brüofüütidele. Taoliste struktuurilelementide olemasolu ei sõltu otseselt puude paiknemisest, kuid

elupaikadena mõjub nende kvaliteedile võrade liituvus ning puistusisene mikrokliima (Kraus & Krumm 2013). Päikese käes või varjus asuvatel rahnudel võivad kasvada väga erinevad taime kooslused. Saksamaa metsade näitel kasutavad 73% metsa sammaltaimedest ning 39% metsa samblikest sedalaadi substraati kasvupinnana.

Eelnevale tuginedes, avaldavad puistu struktuurse mitmekesisuse kujunemisele mõju nii puistu tekkeviis kui ka sellele avalduvad erinevad looduslikud protsessid ja/või inimtegevus. Eeldades, et vanad mõisapargid kui inimtekkelised puistud on oma struktuurilt kujunenud tänaseks sarnaseks poollooduslikele metsadele, siis võrreldes kahte erineva päritoluga puistutüüpi, parke ja metsi, püütakse vastata, kuidas mõjutab puistu struktuurse mitmekesisuse, teisisõnu mikroelupaikade kujunemist selle puistu päritolu ning kuidas lähiaja inimtegevus.

2 Materjal ja metoodika

2.1 Uurimisala

Uurimisala paikneb Eesti kesk- ja lõunaosas kattudes Järva-, Jõgeva-, Viljandi-, Tartu- ja Põlvamaaga. Töö raames uuriti erineva tekkelise algupäraga puistuid: vanu mõisate parke ning loodusliku tekkega metsi. Uurimisalade võrgustiku aluseks on nimetatud piirkonna kultuur- ja põllumajandusmaastikus asetsevad vanad mõisapargid ja võrdlusrühmaks küpses eas või vanad lehtpuuenamusega metsad.

Praeguse Eesti aladel said aiad-pargid mõisakomplekside arhitektuuri loomulikuks osaks 17. saj. Mõisate parke hooldati regulaarselt ning need kätkevad oma tänases struktuuris mõjusid eri kujundusstiilidest, nii korrapäraseid vorme taotlevast prantsuse aia kui ka loodusliku ilme poole püüdlevast inglise aia stiilist (Abner et al. 2007; Watkins & Wright 2007). Ühe kujunduslaadi asendumisel teisega kujunesid välja pargid, millede südamik püsis endiselt reeglipärane, aga kaugemad alad rajati juba vabaplaneeringulised. Enamik mõisaaedadest rajati endistele põllumaadele ja viljakasse pinnasesse sattunud puud kasvasid üsna ruttu suureks. Seetõttu ei saanud nende eluiga kujuneda eriti pikaks ning sellepärast võib 18. sajandi algupoolest pärinevaid põlispuid kohata meie mõisaparkides üpris harva. Erinevatel aegadel pargiarhitektuurile iseloomulike struktuurielementide hulka kuulusid teede- ja radade võrgustik, hekid, puuderead ning vabalt rühmitatud puu- ja põõsagrupid erinevate liikidega, lehtlad, tiigid, kanalid, saared, kunstlikud kosed, sillad, mälestusmärgid, skulptuurid jne, millede kohta annavad aimu tänaseks rohkem või vähem säilinud jäänuk-jäljed.

Uurimustöö hõlmab 53 pargipuistut (lisa 2) ning 40 küpses eas lehtpuuenamusega boreonemoraalset metsa. Parkides valiti proovialaks võrastiku liituvuse, puude vanuse ja ruumilise struktuuri poolest vanadele metsadele sarnanev, struktuuri ja üldmulje poolest ülejäänud pargist eristuv varjuline puistuosa, mille piirid seati paika tuginedes Maa-ameti aerofotodele, Eesti põhikaardile, Rahvusarhiivi ajaloolistele kaartidele ning kohapealsetele vaatlustele. Luunja, Luua ja Krüüdneri pargis esines ruumiliselt ja struktuurilt selgelt eristuv teine puistu osa, mida hinnati eraldi proovialana.

Metsapuistute valikul eelistati ajalooliselt järjepideval metsamaal kasvavaid, vähemalt 75 a vanuseid ning võimalikult vähe majandatud looduslähedases seisundis eraldisi, mis selekteeriti Rahvusarhiivi ajalooliste kaartide ning Maa-ameti ortofotode ning Riigi Metsamajandamise Keskuse ja Keskkonnaagentuuri metsaregistri andmetele tuginedes. Koosluse poolest pidid uuritavad metsad sarnanema salu- ja laanemetsadega, sisaldades jänesekapsa, sinilille, naadi ja kuivendatud angervaksa kasvukohatüübi puistuid (info Metsaregistrist ja EELISE andmekihtidest).

2.2 Andmete kogumine

Puistu struktuuri kirjeldasin 2013. ja 2014. a kesksuvel. Kõikides puistutes andsin hinnangu seal leiduvatele struktuurielementide olemasolule ja ohtrusele.

Välitööde käigus fikseerisin igas pargis ja metsas puistustisest makrostruktuuride olemasolu ja andsin subjektiivse hinnangu esimese rinde puude diameetriklasside ohtrusele, puude ligikaudsele kõrgusele, keskmisele rinnasdiameetrile, puuliikide ohtrusele (0-3 palli skaalal) ning rinnaspindalale nii summaarselt kui ka kahe diameetriklassi (üle 40 cm ja üle 80 cm läbimõõduga puud) jaoks eraldi. Samuti hindasin alusmetsa summaarset ohtrust ning üksikute pöösaliikide ohtrust. Andsin hinnangu rohurinde ohtrusele ning kõrgusele ja samblarinde ohtrusele. Märkisin üles eriliste mikroelupaikade (nt puuõõnsused, paljandunud juurtega tüvealused, paks puude lehekulu kiht jt) ohtruse, samuti kahjustatud puude, sh tuulemurru ja –heite, seente viljakehadega elus ja surnud puud, putukarüüste jt taoliste ohtruse. Eraldi hindasin veel puude kujutüüpide ohtrust ning surnud puidu ohtrust kolme kõduastme (kõva, pehme, kõdu) lõikes ja eristati lamavat ja seisvat surnud puitu (tüükad/rondid). Puistute looduslike tunnuste kõrval pöörasin tähelepanu ka inimtekkeliste struktuurielementide olemasolule ning rohkusele jt inimtegevuse jälgedele.

Lähiaja inim mõju hindasin kasutades kaudseid näitajaid. Nendeks olid puistu ligipääsetavust indikeerivad struktuurid nagu teede- radade ohtrus puistu sees ja ümber, märgid teostatud maapinna ja piirkonna hooldustöödest ning kolmandaks märgid puistus tehtud hooldustöödest. Tunnuste valikul tugineti varasemates töödes esitatud hierarhilisele klassifikatsioonile ning neid on rakendatud ka varasemates metsade uurimise projektides ja kasutatud metsade seisundi seires (Noss 1990; Kohv & Liira 2005; Liira et al. 2007).

Andmete koondamise käigus moodustasin hiljutise inimtegevuse kirjeldamiseks kolm indikaatorit, milledest üks hõlmas inimtekkelisi pinnasehäiringuid kirjeldavaid tunnuseid, teine puistuhooldustöid ja kolmas puistu ligipääsetavust kirjeldavaid tunnuseid. Osale tunnustest omistati potentsiaalset kaasnevat inim mõju arvestades täiendav kaal (lisa 3). Pinnasehäiringute indikaator kätkes kivi- või mullakuhjatiste, pinnasekahjustuste ja (kuivendus-) kraavide rohkust. Puistute ligipääsetavuse indikaator hõlmas jalgradade, pinnasteede, kattega teede (kahekordse kaaluga), muru-, mängu- või muude taoliste platside olemasolu, elektriliinide ja sihtide olemasolu (kahekordse kaaluga), prahi leidumust (poole kaaluga) ning infotahvlite olemasolu puistus või selle juures. Puistu hooldustöid kirjeldav koondindikaator sisaldas võsalõikuse, pügamise, hoolduslõikuse, kõvade kändude ja kõdude kändude (poole kaaluga), niitmise, lõkkekohtade ning puuriitade olemasolu.

2.3 Andmeanalüüs

Puistu algupära ja hiljutise inimtegevuse mõju struktuurielementide seisundile hindasin tarkvarapaketi STATISTICA moodulitega GLM (üldine lineaarne mudel) ning GLZ (üldistatud lineaarne mudel). Analüüside eelduste paremaks täitmiseks osa pidevaid tunnuseid logaritmiti.

Osa potentsiaalse tugifunktsiooni ja ruumilise paiknemise poolest sarnaseid struktuurielemente koondati kompaktsimateks indikaatoriteks, mis võimaldaksid erineva päritoluga puistuid objektiivsemalt kõrvutada.

3 Tulemused

Puurinde struktuurielementide ohtrust ja olemasolu mõjutas kõige sagedamini puistute päritolu, mis kahekümne seitsmest puurindega seotud tunnusest viieteistkümne puhul osutus statistiliselt kõige olulisemaks mõjuriks struktuurielementide seisundile (vt lisa Tabel1). Ühtlasi osutasid neist 14 tunnust ka parkide struktuuri looduslähedasemale seisundile. Nt oli puistustiseste makrostruktuuride tüüpe parkides keskmiselt kolm, kuid metsades 1,5, üle 40 cm läbimõõduga puude rinnaspindala oli parkides keskmiselt 11,6 m²/ha, metsades 3,7 m²/ha, laialehiste puude liigirikkus esimeses rindes parkides keskmiselt 4,4, metsades aga 1,8 ning ka puuõõnsusi leidis parkides sagedamini kui metsades. Peale päritolu mõjutas puistute struktuuri oluliselt ligipääsetavus, millega kaasnes igihaljaste, aga ka laialehiste puude liigirikkuse kasv, kõrgema nektari produktsiooniga liikide arvu suurenemine ning üle 80 cm läbimõõduga puude olemasolu sagenemine. Puistu hooldustööd vähendasid oluliselt puude diameetrist mitmekesisust ning surnud puidu mitmekesisust samas, kui keskmiste väärtuste poolest pargid ja metsad nende tunnuste osas statistiliselt oluliselt ei erinenud. Hooldustöödel osutus olema positiivne mõju makrostruktuuride mitmekesisusele. Looduslike puukahjustuste tüüp ning nende ohtrus ei sõltunud puistute päritolust ega ka hiljutisest inimtegevusest.

Alusmetsa käsitlevate tunnuste alusel olid looduslähedasemas seisus metsad. Alusmetsa liigirikkus oli parkides väiksem kui metsades, kuid mitmekesisema horisontaalse alusmetsa struktuuri poolest olid pargid looduslikumas seisundis. Alusmetsa summaarne ohtrus vähenes puistu hooldustööde mõjul kõigis puistutes. Puistute ligipääsetavuse kasvuga kaasnes looduslike põõsaliikide arvu kahanemine, aga putuktolmlevate puude-põõsaste liikide arv kasvas.

Kolmeteistkümnest tunnusest viis viitasid parkide looduslähedasemale seisundile alustaimestikku ja maapinnaga seostuva struktuurilise mitmekesisuse osas. Parkides oli keskmiselt kõrgem rohuline kui metsades (36,1 cm ning 22,1 cm vastavalt) ning suurem rohuline ohtrus, kuid tagasihoidlikum samblarinde ohtrus. Samuti leidis parkides sagedamini jämedamõõdulist (≥ 25 cm) kõva ja pehmet lamapuitu. Paksu lehekulukihti

esines aga metsades sagedamini. Parema ligipääsetavusega puistutes leidis sagedamini veekogusid. Intensiivsema hooldamisega kaasnes tuuleheite ja jämeda pehme lamapuidu harvem olemasolu, aga samblarinde ohtrus kasvas. Jämeda lamapuidu üldine olemasolu ei sõltunud hiljutisest inimtegevusest ega puistute päritolust.

Inimtekkeliste struktuurielementide arvu varieeruvust seletasid hilised inimõjud (hooldustööd ning teede-radade rohkus) rohkem kui puistu päritolu. S.t, et potentsiaalsetele elupaika pakkuvatele inimtekkeliste struktuurielementidele mõjusid vaid puistute ligipääsetavus ning hooldustööd. Küll aga oli puistu algupäral mõju lindude pesakastide leidumusele ning inimese loodud substraadi olemasolule, mis võib pakkuda potentsiaalset kasvukohta epiliitidele. Keldreid, grotte leidis niivõrd vähe, et alaesindatuse tõttu polnud neid võimalik statistilise analüüsiga kaasata.

4 Arutelu

Konkreetselt mõisa- või lossiparkide põhjal tehtud töid inimtekkeliste puistute ruumilise struktuuri uurimiseks napib, kuigi pargid on inimtekkelise puistu üks vormidest. Vanadest mõisaparkidest või nende keskme suhtes kaugematest osadest on kasvanud võrastiku suure liituvusega kõrgeealised puistud. Eelduste ja mõne varasema töö kohaselt on neis võib olla kujunenud metsaspetsiifilist elurikkust toetava potentsiaaliga looduslikele metsadele lähedane struktuuriline mitmekesisus (Kümmerling & Müller 2012; Lõhmus & Liira 2013). Sagedamini kohtab töid, mis käsitlevad vanade puumetsaistanduste või varem intensiivselt majandatud puistute koosseisulist või struktuurilist muutumist inimõju lakkamise järel (Vandekerckhove et al. 2011).

Ootuste kohaselt mõjutavad struktuurielementide (mikroelupaikade) teket puistute tekkeline algupära ja hilisem inimtegevus, kuid selgitamist vajab mõju suund.

Kõige sagedamini sõltus puistu struktuuri seisund selle päritolust. Sellele osutasid kaksikümne kuus tunnust viiekümne kahest. Puurinde puhul võis see mõju täpsemalt seisneda pargipuistu tüüpi kätketud faktorites nagu inimtekkelisus (kujunduslik istutamine), puistu kõrge iga ja regulaarne kauaaegne spetsiifiline inimtegevus. Nt laialehiste puude suurem liigirikkus esimeses rindes sai tuleneda asjaolust, et neid puuliike eelistati isutada kunagi parkide rajamisel. Jämedate puude olemasolu eeldab puistu kõrget iga, aga ka soodsaid kasvutingimusi, sest viljakamal mullal saavad puud kiiremini kasvada (Ranius et al. 2009). Kasvukohast ja puurinde koosseisust sõltub samuti puuõõnsuste kujunemine. Viljakas kasvukoht, nt endisel põllumaal kasvav park, soosib puude kiiret kasvu ja see omakorda suurte ja raskete okste varasemat teket, mis tüve lähedalt murdudes soodustavad õõnsuste teket. Metsades pärsib puude kiiret kasvamist peale kehvema kasvupinna ka konkurents, mistõttu võib seal ka õõnsuste kujunemine kauem aega võtta (Vesk et al. 2008; Ranius et al. 2009).

Alusmetsa seisundit mõjutas ülekaalukalt puistu päritolu ning tingis parkide üldiselt halvema seisu selles osas. Alustaimestu ja maapinna struktuursele mitmekesisusele toimus esmajärjekorras taas puistute päritolu. Parkide rohurinde parem seisund tulenes

eeldatavasti asjaolust, et parke rajati mittejärjepidevale metsamaale. Puistu hooldustööde positiivne mõju samblarinde ohtrusele tulenes ilmselt niitmise mõjust, mida hooldustööde indeks sisaldas. Täiendav analüüs kinnitas seda ($p = 0,012$) ja selline efekt tuleneb ilmselt asjaolust, et rohurinde ning samblarinde ohtruse vahel valitseb negatiivne korrelatsioon (Löbel et al. 2006) ja rohurinde niitmine vähendab konkurentsi survet sammaldele.

Üle 80 cm diameetriga puude olemasolule mõjus arvatust rohkem teede-radade rohkus puistus kui viimase päritolu vaatamata, et tegemist on heale kasvukohale ning vanale puistule omase struktuurse tunnusega. Teisalt aga on nii suure läbimõõdu saavutanud puud väga kõrges eas ning võivad osutada juba varem niivõrd nõrgenenuks, et hukkuvad nt abiootiliste ja/või biootiliste kahjustuste tõttu enne selliste mõõtmete saavutamist. Taoline nõrgenenud tervisega veteranpuu võidakse likvideerida ka sihilikult, et ennetada selle muutumist ohtlikuks pargis viibijate jaoks. Puistu ligipääsetavuse positiivset mõju tõlgendus on, et inimestele käidavamates ja sagedamini külastatavais puistutes püütakse säilitada väärikas eas visuaalselt väärtuslikke puid.

Ka häilude olemasolu ei sõltunud puistute päritolust, küll aga näis negatiivselt mõjuvat kraavide jt inimtekkeliste pinnasehäiringute samaaegne esinemine puistus. Täiendav analüüs selgitas, et häile oli pigem vähem mõne püsiveekoguga puistus. See võib osutada, et kraavide ja veekogude olemasolu parandab kasvukoha niiskusrežiimi puude jaoks ja liigniiskuse vähenemisega kahaneb puude hukkumine ja häilude teke.

Pargipuistutes oli potentsiaalseid elupaiku mitmekesiselt. Parkide struktuursele mitmekesisusele avaldas sageli positiivset mõju tema päritolu, aga ka pisut varieeruvama suunaga hilisem inimtegevus. Struktuurielementide suurem variatsioon peidab endas potentsiaali elupaikade olemasoluks rohkematele nišširuumi eri osi asustavatele metsaliikidele. Pargist kui inimtekkelisest puistust võib kujuneda looduslikku metsaspetsiifilist elurikkust toetav puistu juba selle esimese puupõlvkonna jooksul.

Kokkuvõte

Puidu tootmisele orienteeritud metsamajandamise võtete praktiseerimise ning looduslike arenguprotsesside pärssimise läbi on metsad muutunud vaesemaks ruumilise ja vanuselise struktuuri ning liigilise koosseisu poolest. Sellega käsikäes on vähenenud ka looduslikele metsadele omaste potentsiaalsete elupaikadena toimivate struktuurielementide hulk. Käesolevas töös uuriti vanade mõisaparkide ja poollooduslike küpsete lehtpuu enamusega metsa näitel, kuidas mõjutavad puistute struktuurse mitmekesisuse kujunemist nende päritolu ning hilisem inimtegevus.

Kõige sagedasem mõjur struktuurielementide rohkusele oli puistute algupära: kas oli tegemist inimtekkelise (pargi puistu) või looduslikult alguse saanud puistuga (mets). Viimase paari dekaadi jooksul osaks saanud hiline inimtegevus on mõjutanud puistute struktuurielemente tihti pigem teisejärguliselt, kuigi mõnede tunnuste puhul on selle statistiline olulisus siiski ületanud puistute algupära efekti. Puurinde ning alustaimestu ja maapinnaga seostuva struktuurse mitmekesisuse poolest olid pargid looduslähedasemas seisus kui valimisse kuulunud metsad, kuid põõsarinde seisund oli parem metsades.

Struktuurielementide suurem mitmekesisus parkides pakub elupaikade olemasolu rohkematele nišširuumi eri osi asustavatele liikidele. Inimtekkelisest puistust võib kujuneda looduslikku elurikkust toetav puistu juba selle esimese puupõlvkonna jooksul.

Microhabitats providing structures of stands with different origin

Summary

Due to timber production-oriented forest management methods and suppression of processes driving natural development in stand, forests have undergone loss of their spatial heterogeneity and species composition. Simultaneously a vast number of forests structural elements with potential habitat functions have gone lost. In this study the old rural parks and semi-natural mature hardwood forest stands were examined to find out how the development of structural heterogeneity in woods is related to the natural heritage of stands and recent anthropogenic disturbances.

The most common factor affecting the abundance of the structural elements was stands' origin: either rural manor park or near-natural forest stand. Recent human disturbances mostly have had rather minor impact. However, there were some indicators exceeding the statistical significance of the effect of stands' origin. In the case of associated structural diversity of tree canopy, herb layer and the ground the parks were in more natural condition than woods. On the other hand, forests shrub layer was usually in more natural compositional and structural condition than one in old rural parks. Structural elements that parks are rich of, provide a greater diversity of habitats suitable for different forest species. Taking that into account it can be assumed that human-created stands have potential to become habitats that harbour and support forest-specific biodiversity.

Tänuavaldused

Ei tea, kas jõuan eales ära tänada oma juhendajat vanemteadur Jaan Liirat. Igatahes püüan. Tänan kogu selle kannatlikkuse ja entusiastlike mõttelendude eest, millega ta mind kogu mu õpingute kestel toetas. Aitäh ka ülejäänud tööühma liikmetele alati ausate arvamuste eest.

Kasutatud kirjandus

- Abner, O., Konsa, S., Lootus, K., & Sinijärv, U. 2007. *Eesti Pargid. 1*. Greif, Tartu.
- Axelsson, A.-L., Östlund, L., & Hellberg, E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecology* 17: 403–418.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., & Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39–50.
- Bouget, C. 2005. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests. *Forest Ecology and Management* 216: 1–14.
- Chiesura, A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68: 129–138.
- Coates, K.D., & Burton, P.J. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337–354.
- Cornelis, J., & Hermy, M. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69: 385–401.
- Ellis, C.J. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 131–152.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins*
- Gibb, H., Pettersson, R.B., Hjältén, J., Hilszczański, J., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O., & Danell, K. 2006. Conservation-oriented forestry and early successional saproxylic beetles: Responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. *Biological Conservation* 129: 437–450.
- Hilszczański, J., Gibb, H., Hjalten, J., Atlegrim, O., Johansson, T., Pettersson, R., Ball, J., & Danell, K. 2005. Parasitoids (Hymenoptera, Ichneumonoidea) of Saproxylic beetles are affected by forest successional stage and dead wood characteristics in boreal spruce forest. *Biological Conservation* 126: 456–464.
- Hjältén, J., Johansson, T., Alinvi, O., Danell, K., Ball, J.P., Pettersson, R., Gibb, H., & Hilszczański, J. 2007. The importance of substrate type, shading and scorching for the attractiveness of dead wood to saproxylic beetles. *Basic and Applied Ecology* 8: 364–376.
- Hobson, K.A., & Bayne, E. 2000. Breeding Bird Communities in Boreal Forest of Western Canada: Consequences of “Unmixing” the Mixedwoods. *The Condor* 102: 759–769.
- Jonsell, M. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163–173.

- Kint, V. 2005. Structural development in ageing temperate Scots pine stands. *Forest Ecology and Management* 214: 237–250.
- Kohv, K., & Liira, J. 2005. Anthropogenic effects on vegetation structure of the boreal forest in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 122–134.
- Koorem, K., & Moora, M. 2010. Positive association between understory species richness and a dominant shrub species (*Corylus avellana*) in a boreonemoral spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260: 1407–1413.
- Kraus, D., & Krumm, F. 2013. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, [S. l.].
- Kümmerling, M., & Müller, N. 2012. The relationship between landscape design style and the conservation value of parks: A case study of a historical park in Weimar, Germany. *Landscape and Urban Planning* 107: 111–117.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget, C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027–1039.
- Liira, J., Lõhmus, K., & Tuisk, E. 2012. Old manor parks as potential habitats for forest flora in agricultural landscapes of Estonia. *Biological Conservation* 146: 144–154.
- Liira, J., & Sepp, T. 2009. Indicators of Structural and Habitat Natural Quality in Boreo-Nemoral Forests along the Management Gradient. *Annales Botanici Fennici* 46: 308–325.
- Liira, J., Sepp, T., & Kohv, K. 2011. The ecology of tree regeneration in mature and old forests: combined knowledge for sustainable forest management. *Journal of Forest Research* 16: 184–193.
- Liira, J., Sepp, T., & Parrest, O. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management* 250: 34–46.
- Löbel, S., Dengler, J., & Hobohm, C. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica* 41: 377–393.
- Lõhmus, K., & Liira, J. 2013. Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. *Basic and Applied Ecology* 14: 165–173.
- Masing, V. 1992. *Ökoloogialeksikon*. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218: 1–24.
- Nilsson, S.G., & Ericson, L. 1997. Conservation of plant and animal populations in theory and practice. *Ecological Bulletins*
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* 4: 355–364.

- Paillet, Y., Bergès, L., Hjaltn, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., MéSzáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovář, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., & Virtanen, R. 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Peterken, G.F. 1996. *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press.
- Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257: 303–310.
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T., & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184–2200.
- Seifan, M., Tielbörger, K., Schloz-Murer, D., & Seifan, T. 2010. Contribution of molehill disturbances to grassland community composition along a productivity gradient. *Acta Oecologica* 36: 569–577.
- Sverdrup-Thygeson, A., & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347–357.
- Tamm, H. 1972. *Põhja-Eesti pargid*. Valgus, Tallinn.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., & Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography* 31: 79–92.
- Thomas, P., & Packham, J. 2007. *Ecology of Woodlands and Forests*. Cambridge University Press, New York.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaeker, L., Walley, R., Köhler, F., Crevecoeur, L., Govaere, L., Thomaes, A., & Verheyen, K. 2011. Reappearance of old-growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow. *Silva Fennica* 45: 909–936.
- Vesk, P.A., Nolan, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., & Nally, R.M. 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141: 174–186.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., & Gosselin, F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144: 441–450.
- Watkins, J., & Wright, T. 2007. *The management & maintenance of historic parks, gardens & landscapes : the English Heritage handbook*. Frances Lincoln, London : Frances Lincoln.
- Winkel, G., Kaphengst, T., Herbert, S., Robaey, Z., Rosenkranz, L., & Sotirov, M. 2009. EU policy options for the protection of European forests against harmful impacts. *Part of the tender: Implementation of the EU forestry Strategy: "How to protect EU forests against harmful impacts"*

LISAD

Lisa 1. Potentsiaalsed puudega seostuvad mikroelupaigad (Peterken 1996; Vuidot et al. 2011).

- Osaliselt või täielikult kuivanud võraga seisvad puud
- Eri ulatuses mehaaniliselt vigastatud ladvaga puud (nt tuule- või lumemurd);
- Murdunud tüvega puud (tuulemurd);
- Eri suurusega seente viljakehad üksikult või kogumikena puudel;
- Rähnide tekitatud õõnsused, ridamisi õõnsusi;
- Muul viisil tekkinud õõnsused (kujunenud tüve vigastusest, oksa murdumisest);
- Sügavad tüveõõnsused puu jalamis;
- Sügavad tüveõõnsused puu jalamis kõduga;
- Välgukahjustused;
- Praod (vähemalt 2 cm sügavused ja üle 25 cm pikad pikilõhed maltspuidus);
- Lahtise koore taskud (koore ja puidu vaheline tühimik min 5 cm x 5 cm x 2 cm);
- Lahtise koore taskud kõduga;
- Puukasvajad;
- Tuulepesad;
- Suur vaigu- või mahlajooks;
- Mahla või vaigu piisad;
- Brüofüütide kiht tüve jalamil (min pool tüve pinnast on kaetud);
- Luuderohuga kaetud tüved (min pool tüve pinnast on kaetud);
- Seisvad jämedad puutüükad;
- Lamavad jämedad erineva kõdunemisastmega puud eri valgustingimustes;
- Tuuleheite juurepallid.

Lisa 2. Uurimustöösse kaasatud mõisaparkide puistud.

- | | |
|------------------|----------------------|
| 1. Raadi | 29. Kabala |
| 2. Müta | 30. Oisu |
| 3. Luunja I | 31. Tusti |
| 4. Luunja II | 32. Uusna |
| 5. Kaagvere | 33. Peetrimõisa |
| 6. Vesneri | 34. Jämejala |
| 7. Tammistu | 35. Heimtali |
| 8. Vana-Kuuste | 36. Loodi1 |
| 9. Suure-Kambja | 37. Loodi2 |
| 10. Unipiha | 38. Õisu |
| 11. Vaste-Kuuste | 39. Polli |
| 12. Ahja | 40. Abja |
| 13. Põltsamaa1 | 41. Aruküla |
| 14. Põltsamaa2 | 42. Ervita |
| 15. Puurmani1 | 43. Norra |
| 16. Puurmani2 | 44. Kavastu |
| 17. Lustivere | 45. Vara |
| 18. Saarjärve | 46. Alatskivi |
| 19. Luua (tihe) | 47. Jõgeva |
| 20. Luua (hõre) | 48. Luke |
| 21. Ellistvere1 | 49. Kodijärve |
| 22. Saadjärve | 50. Krüüdneri (hõre) |
| 23. Kirepi | 51. Krüüdneri (tihe) |
| 24. Konguta | 52. Erastvere |
| 25. Aru | 53. Räpina |
| 26. Pajusi | |
| 27. Adavere | |
| 28. Eistvere | |

Lisa 3. Hilise inimmoju kirjeldavate koondindikaatorite hõlmatavate tunnuste kaalud.

Tunnus	Inimmoju koondindikaatorite tunnused ja kaalud		
	Pinnasehäiringud	Ligipääsetavus	Hooldustööd
Kivikuhi, mullakuhjatis	1		
Pinnasekahjustus	1		
Kraav, kuivendus	1		
Jalgrada, pinnastee		1	
Kattega tee		2	
Muru-, mängu- vmt platsid		1	
Elektriliinid, sihid		2	
Praht, olmeprügi		0,5	
Infotahvlid		1	
Võsalõige, pügamine, hooldus			1
Kännud (kõvad)			1
Kännud (kõdud)			0,5
Niitmine			1
Lõkkekoht			1
Puuriit			1

Tabel 1. Struktuursed pidevad ja binaarsed tunnused puistu osade kaupa , nende keskmised väärtused pargi- ja metsapuistutes koos standardhälvetega ning puistute päritolu ja hilise inimtegevuse mõju statistiline olulisus ja mõju tunnuste seisundile. SD – standardhälve, Park/mets – puistu päritolu; „+“ osutab faktortunnuse positiivsele mõjule, „-“ osutab faktortunnuse negatiivsele mõjule struktuuri tunnusele ning „+/-“ tunnuste koosmõjule. „+“ puistu päritolu veerus osutab vastava tunnuse paremale seisundile pargis. *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001.

Puurinne: pidev tunnus	Keskmine väärtus		SD		Park/ mets	Hiljutine inimõju		
	Park	Mets	Park	Mets		Pinnase- tööd	Teed- rajad	Puistu hooldus
Puistustiseste makrostruktuuride tüüpide arv	3,04	1,53	1,33	0,75	+ ***			+ *
Ohtralt esindatud diameetriklasside arv	3,36	4,13	1,04	0,65				- ***
Kõige jämedama puu diameeter (cm)	86,64	53,35	19,01	18,02	+ ***	+ **	+ *	
I rinde jämedaima puu ja keskmise diameetri suhe	2,16	1,62	0,55	0,39	+ *		-/+ *	
Üle 40 cm diameetriga puude rinnaspindala m ² /ha	11,60	3,68	4,50	3,26	+ ***			
Puude erikujutüüpide arv	3,08	0,95	1,09	0,99	+ ***			
Igihaljaste puude liigirikkus I rindes	1,13	1,03	0,79	0,53	+ *		+ **	+ *
Laialehiste puude liigirikkus I rindes	4,43	1,80	1,12	1,45	+ ***		+ ***	
Kõrge nektari produktsiooniga puude-pöösaste liigirikkus	3,02	1,43	1,25	1,13			+ ***	+ *
Puude liigirikkus I rindes	7,60	5,15	2,22	2,01			+ *	+ *
Puukahjustuste tüübirikkus	2,57	3,03	1,22	0,97		Mõjud puudusid		
Surnud puude tüübirikkus	3,47	4,03	1,62	1,21				- ***

Tabel 1 jätk.

Puurinne: binaarne tunnus	Keskmine väärtus		SD		Park/ mets	Hiljutine inimõju		
	Park%	Mets%	Park	Mets		Pinnase- tööd	Teed- rajad	Puistu hooldus
Häilude olemasolu	79,2	82,5	40,9	38,5		- *		
Lehtpuude gruppide olemasolu	45,3	5,0	50,3	22,1	+ ***			
40-80 cm diameetriklassi ohter esinemine	96,2	32,5	19,2	47,4	+ ***			
Üle 80 cm diameetriga puude olemasolu	37,7	7,5	48,9	26,7			+ **	
Laialehine puuliik domineerimas I rindes	83,0	20,0	37,9	40,5	+ ***			
Igihaljaste puuliikide ohter esinemine	50,9	72,5	50,5	45,2	- *			
Erikujuliste puude ohter esinemine	88,7	7,5	32,0	26,7	+ ***			
Jämedaoksalise võraga puude olemasolu	67,9	2,5	47,1	15,8	+ ***			
Loodusliku puukahjustuse ohter esinemine	37,7	57,5	48,9	50,1		Mõjud puudusid		
Puuõõnsuste olemasolu	92,5	35,0	26,7	48,3	+ ***			
Puuõõnsuste rohke esinemine	56,6	5,0	50,0	22,1	+ **			+ *
Seisvate surnud puude ohter esinemine	22,6	17,5	42,3	38,5		Mõjud puudusid		
Tüügaste olemasolu	60,4	75,0	49,4	43,9		Mõjud puudusid		
Tüügaste ohter olemasolu	20,8	40,0	40,9	49,6				- *
Jämedate tüügaste olemasolu	22,6	12,5	42,3	33,5		Mõjud puudusid		

Tabel 1 jätk.

Alusmets: pidev tunnus	Keskmine väärtus		SD		Park/ mets	Hiljutine inimõju		
	Park	Mets	Park	Mets		Pinnase- tööd	Teed- rajad	Puistu hooldus
Alusmetsa summaarne ohtrus	1,62	2,40	0,79	0,55				- ***
Alusmetsa puude-põõsaste liigirikkus	4,30	6,00	1,97	1,69	- ***		- *	
Ohtralt esinevate alusmetsa liikide olemasolu	1,60	3,30	1,68	1,56	- **			- *
Putuktolmlevate puude-põõsaste liigirikkus	2,17	2,93	1,66	0,97	- ***		+ **	
Marjade-kaunadega põõsaste liigirikkus	1,66	2,83	1,30	0,93	- ***		- *	
Alusmetsa looduslik liigirikkus	3,42	6,00	1,70	1,69	- ***			
Alusmetsa looduslike põõsaste liigirikkus	1,15	2,05	0,91	1,01	- ***		- **	
Alusmets: binaarne tunnus	Park%	Mets%	Park	Mets				
Alusmetsa gruppide olemasolu	45,3	5,0	50,3	22,1	+ ***			

Tabel 1 jätk.

Alustaimestu, maapind: pidev tunnus	Keskmine väärtus		SD		Park/ mets	Hiljutine inimõju		
	Park	Mets	Park	Mets		Pinnase- tööd	Teed- rajad	Puistu hooldus
Rohurinde kõrgus	36,13	22,05	20,02	10,72	+ ***			+ *
Rohurinde ohtrus	3,85	2,83	1,01	0,93	+ ***			
Samblarinde ohtrus	2,09	2,68	1,02	1,07	- ***			+ ***
Alustaimestu, maapind: binaarne tunnus	Park%	Mets%	Park	Mets				
Veekogude olemasolu	34,0	2,5	47,8	15,8	+ *		+ **	
Paksu puude lehekulu kihi olemasolu	7,5	70,0	26,7	46,4	- ***			
Muti mullahunnikute olemasolu	67,9	75,0	47,1	43,9		Ei midagi olulist		
Üksikkivide ja rahnude olemasolu	22,6	25,0	42,3	43,9		Ei midagi olulist		
Ohtra tuuleheite olemasolu	18,9	27,5	39,5	45,2				- *
25+ cm diameetriga lamapuidu olemasolu	66,0	60,0	47,8	49,6		Ei midagi olulist		
25+ cm diameetriga kõva lamapuidu olemasolu	34,0	15,0	47,8	36,2	+ *			
25+ cm diameetriga pehme lamapuidu olemasolu	41,5	32,5	49,7	47,4	+ **			- **
25+ cm diameetriga kõdu lamapuidu olemasolu	34,0	45,0	47,8	50,4		Ei midagi olulist		
Samblaga lamatüvede olemasolu	32,1	52,5	47,1	50,6		Ei midagi olulist		

Tabel 1 jätk.

Inimtekkelised str.elemendid: pidev tunnus	Keskmine väärtus		SD		Park/ mets	Hiljutine inimõju		
	Park	Mets	Park	Mets		Pinnase- tööd	Teed- rajad	Puistu hooldus
Inimtekkeliste potentsiaalsete elupaikade arv	2,17	0,15	2,22	0,53			+ ***	+ **
Inimtekkelised str.elemendid: binaarne tunnus	Park%	Mets%	Park	Mets				
Pesakastide olemasolu	35,8	7,5	48,4	26,7	+ **			
Epiliitsete organismide potentsiaalne	54,7	22,5	50,3	42,3	+ **			
Keldri ja/või groti esinemine	11,3	0,0	32,0	0,0		Ei midagi olulist		

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Priit Kukk
(sünnikuupäev: 20.11.1985)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

“Mikroelupaiku pakkuvad struktuurielemendid erineva kujunemisajalooga puistutes,”

mille juhendaja on vanemteadur Jaan Liira,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus 28.05.2015